

TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
ZOOLOOGIA ÕPPETOOL

**Katrin Käos**

**PÄEVALIBLIKATE LIIGIRIKKUS JA  
PÕLLUMAJANDUSE OTSETOETUSED – KASU VÕI  
KAHJU?**

Bakalaureusetöö

Juhendaja: *PhD* Anu Tiitsaar

TARTU 2013

# Sisukord

|     |  |    |
|-----|--|----|
| 1   | Sissejuhatus .....   | 3  |
| 2   | Erinevad majandamisviisid ja nende mõju päevaliblikatele .....                             | 6  |
| 2.1 | Karjatamine .....  | 6  |
| 2.2 | Niitmine.....  | 7  |
| 2.3 | Mahajätmine.....   | 8  |
| 3   | Euroopa Liidu toetused .....   | 11 |
| 3.1 | Poolloodusliku koosluse hooldamise toetus.....   | 11 |
| 3.2 | Loomade karjatamise toetus.....  | 12 |
| 3.3 | Ühtne pindalatoetus.....   | 13 |
| 3.4 | Loodushoiutoetus .....   | 14 |
| 4   | Arutelu.....   | 16 |
|     | Kokkuvõte .....  | 20 |
|     | Summary.....   | 22 |
|     | Tänu sõnad.....  | 24 |
|     | Kasutatud kirjandus .....  | 25 |
|     | Lisa 1 Ülevaattetabel majandamisviide mõju päevaliblikatele käsitlevatest artiklitest..... | 31 |

# 1 Sissejuhatus

Muudatused maakasutuses on viimastel aastakümnetel Euroopa põllumajandusmaastikke drastiliselt muutnud. Maakasutamine on tootlikes piirkondades intensiivistunud, samas kui vähetootlikes metsamaa- ja mägipiirkondades on toimunud mahajätmine (Strijker 2005). Ajalooliselt on enamiku poollooduslike rohumaade haldamine Lääne-Euroopas seisnenud väikese intensiivsusega maaviljeluspraktikates (Ostermann 1998), kuid viimase sajandi jooksul on aset leidnud poollooduslike rohumaade muutmine põllumaaks ja suure intensiivsusega põllumajanduslikuks karjamaaks. Maakasutus intensiivistub tasastel rannikualadel, samas kui vähemproduktiivsed kõrgustikud ja väikesed saared on hüljatud ja looduslikult uuesti metsastatud (Agnoletti 2007; Geri et al. 2009). Selle tulemusena on bioloogilise mitmekesisuse seisukohast väärtuslikud alad ahenenud ja muutunud isoleerituks (Oates 1995). Võrreldes varasema mitmekesise rohumaaviljelusega on tänapäeva maaviljelusvõtted ühekülgsemad. Ühe näitena Eesti poollooduslike koosluste pindalade kahanemisest võib tuua lamminiitide vähenemise. 1960. aastal katsid lamminiidud Eestis 83 000 hektarit. 1978-1981 oli neid säilinud vaid 27 584 hektaril. Aastatel 1993-1996 viidi Eestimaa Looduse Fondi poolt läbi uuring, millest selgus, et heas või rahuldavas seisukorras säilinud lamminiite on alles vaid 12 500 hektarit. Kuna lamminiidud on majandamistegevusel inimese poolt tekitatud, siis majandamise lakates nad võsastuvad (Internet 1).

Keskkonnaseisundi halvenemine ja elurikkuse kahanemine ei ole jäänud tähelepanuta. Tehtud on pingutusi, et mõista seoseid kultuurmaastikku asustavate liikide arvukuse ja põllumajandusliku maakasutuse vahel. Üritatakse juurutada majandamistehnikaid, mis soodustavad bioloogilise mitmekesisuse säilimist majandatud aladel (Kleijn et al. 2006; Moreira et al. 2005; Santos et al. 2006). Lisaks teadustöödele on jõutud ka reaalsete looduskaitsete väljunditeni. Euroopa Liidu linnu- ja elupaigadirektiivi kohaselt peavad Euroopa riigid kindlaid majandamisviise vähemalt osaliselt rahaliselt toetama ja tagama ametivõimudele selle täitmiseks vajalikud vahendid (Sokos et al. 2013). Looduskaitse on arenenud ning on loodud uusi loodusreservuaare ja rahvusparke (Warren et al. 2011). Euroopas on Euroopa Liidu elupaikade direktiivi kohaselt loodud alade võrgustik, mida tuntakse kui Natura 2000. See hõlmab 26 000 kaitstud ala, mis

katavad rohkem kui 850 000 km<sup>2</sup> ehk umbes 18% kogu Euroopa Liidu territooriumist (Warren et al. 2011).

Üheks meetmeks bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel on otsetoetused põllumeestele. Farmeritel on suur mõju ulatuslike põllumajanduslike alade bioloogilisele mitmekesisusele. Paljud Euroopa riigid on loonud toetustesüsteemid looduskaitse tegevuse toetamiseks. Üheks meetmeks on innustada farmereid jätma osa oma potentsiaalsest põllumaast kasutamata, et luua looduskaitse eesmärkideks poollooduslikke elupaiku (Lokhorst et al. 2011).

Toetused määravad põllumajandusliku käitumise ja toetuste nõuded seega otseselt mõju liigirikkusele. Kui toetuse nõue läheb vastuollu mõne liigirühma vajadustega, siis võivad need samad toetuste skeemid põhjustada ka elurikkuse kadu. Näiteks Tšehhis nähakse niitudega majandamiseks ette minimaalselt kaks lõikust aastas ja seatakse tegevusele konkreetsed tähtajad. Toetuste olemasolu motiveerib farmereid maksimaalselt maaga majandama - ka sellise maaga, mis muidu jääks niitmata. Selgus, et niitmiskorrad Valgetel Karpaidel seostusid põualiblikaliste (*Pieridae*) sugukonda kuuluva stepi-võiliblika (*Colias myrmidone*) rööviku kevadise ja sügisese arengutsükliga. See omakorda viis väga kiiresti liigi hääbumiseni selles piirkonnas. Vaatamata intensiivsetele uuringutele, nähti aastatel 2005 ja 2006 alal vastavalt ainult viite ja kahte stepi-võiliblika isendit (Konvicka et al. 2008).

Päevaliblikaid kasutatakse indikaatorliigina, sest nad on põhjalikult uuritud, kergesti leitavad, lihtsalt määratavad ning tundlikud keskkonna muutustele. Enamasti reageerivad päevaliblikad oma tundlikkuse tõttu elupaiga ja keskkonna muutustele kiiremini kui taimestik või mõned teised loomad. Sellest tulenevalt saab nende põhjal anda hinnangu teiste liikide kasvu- ja elukohakvaliteedile. Päevaliblikad on ka hea lipuliik propageerimaks loodussõbralikku majandamist rohumaadel, sest nad on atraktiivse väljanägemisega.

Euroopa päevaliblikate punane nimekiri näitab, et alates 2000. aastast on 482 Euroopa liblikaliigi arvukus vähenenud, 9% liikidest peetakse ohustatuks (van Swaay et al. 2010). 483-st vähenenud Euroopa liblikaliigist on üks liik regionaalselt välja surnud, 37 liiki ohustatud ja 44 ohualtid (van Swaay et al. 2011). Kui liikidel, mis vajavad kaitset, on erinevad nõudmised, tuleb leida kompromiss, mis rahuldaks kõiki neid liike.

Põhiliselt on looduskaitseuuringud toetatud kui lühiajalised projektid, kestusega 3-5 aastat (Warren et al. 2011). Nii põllumajanduslik intensiivistamine kui ka maa hülgamine põhjustavad päevaliblike arvukuse langust. Peremeestaimede hävides niitmisel või karjatamisel, hävib ka vastava liigi arenguks vajalik toit ja elupaik. Vähempetsialiseerunud ja ulatuslikuma levikuga päevaliblikaliigid taluvad muutuvaid tingimusi paremini ja ei ole nii ohustatud.

Käesolevas töös kirjeldatakse olemasoleva kirjanduse põhjal, kuidas mõjutavad erinevad majandamisvõtted ning elupaikade mahajätmine päevaliblike kooslusi. Ühelt poolt analüüsitakse kirjanduse põhjal kuidas on liblikakooslusi kõige optimaalsem majandada ning teiselt poolt uuritakse millist majandamisrežiimi põllumajanduslike otsetoetustega hetkel soositakse. Tuuakse välja vastuolud ning võimalikud lahenduskäigud.

## **2 Erinevad majandamisviisid ja nende mõju päevaliblikatele**

### **2.1 Karjatamine**

Karjatamise mõju uurimiseks võrreldakse peamiselt karjatatud ja mittekarjatatud alasid. Ka erinevate karjatamisintensiivsuste võrdlemisel saadakse olulist informatsiooni. Erinevused karjamaade tüübis on tingitud nii erinevast karjatamise ajaloost kui ka praegusest karjatamisintensiivsusest (Pöyry et al. 2004). Kirjandusest leiti kümme artiklit, mis kajastasid arvuliselt karjatamise mõju päevaliblikatele (lisa 1).

Neljas artiklis väideti, et kõrge karjatamisintensiivsuse korral päevaliblikate liigirikkus ja arvukus vähenevad. Suurim liigirikkus leiti olevat keskmisel ja madalal karjatamiskoormusel (lisa 1). Taimestiku kõrgus väheneb kasvava karjatamissurvega, muutes sellega mikrokliimat (Kruess & Tschardt 2002) ja mullaniiskuse hulka ning mõjutades päevaliblikate liigirikkust (D'Aniello et al. 2011). Kõrge taimestik maalappidel, millel karjatamine toimub keskmise või madala loomkoormusega, pakub nektarit valmikutele ja biomassina toitu röövikutele. De Vries, et al (2006) leidis, et madalal karjatamisintensiivsusel traditsiooniliste tõugudega on liigirikkus kõige suurem. Madalal karjatamisintensiivsusel kaasaegsete tõugudega on liigirikkus natuke väiksem ja keskmisel karjatamisintensiivsusel kaasaegsete tõugudega veelgi väiksem.

Neljas artiklis võrreldi karjatatud alasid mahajäetud aladega. Neist kahes artiklis ei olnud mahajäetud ja karjatatud alade liigirikkusel olulist erinevust. Kahes artiklis leiti, et mahajäetud aladel on liigirikkus või arvukus suuremad kui karjatatud aladel (lisa 1). Päevaliblikate arvukus ja liigirikkus on vahelduva karjatamisega maalappidel märkimisväärselt suurem kui järjepideva karjatamisega aladel (Balmer & Erhardt 2000). Seda toetab ka Dumont, et al (2008) poolt leitu, mille kohaselt kõrgrohusel maalapil on liigirikkus ja arvukus suurem kui madalrohusel. Kõrgkvaliteetsed segarohused maalapid on aga kõige liigirikkamad. Suurtel aladel peetakse ulatuslikku karjatamist kõige optimaalsemaks lahenduseks. Kui alad on väikesed ja isoleeritud, nagu Hollandis, tuleb optimeerida vähene mitmekesisus ettevaatliku vahelduva karjatamisega (De Vries et al. 2002). Saarinen, et al (2005) poolt tehtud uuringust selgus, et päevaliblikatele on kõige

parem mõõdukas karjatamine eri aegadel karjamaa eri osades, mis loob üksteisele järgnevate faaside dünaamilise mosaiigi. See meetod on kasutusel Vene Karjala põllumajandusmaadel. Ühes uurimuses jälgiti koerliblikaliste (*Nymphalidae*) sugukonda kuuluva kirburohutäpiku (*Procllossiana eunomia*) metapopulatsiooni viieteist põlvkonna jooksul: üksteist enne ja neli pärast karjatamist kindlal maalapil. Nad eelistasid pigem karjatamata maalappe. Karjatatud maalappidel jõudis vähem päevaliblikaid valmiku staadiumisse (Schtickzelle et al. 2007).

Neljas artiklis võrreldi karjatamist niitmisega. Neist kolmes oli päevaliblikate liigirikkus ja arvukus niitmisel väiksem kui karjatamisel. Ühes artiklis väideti, et päevaliblikate arvukus on niitmisel suurem kui karjatamisel (lisa 1). Karjatamine, erinevalt niitmisest, on pidev häiring, mis ei eemalda biomassi suures koguses korraga (Oates 1995). Keskmise karjatamisintensiivsuse korral võib taimede mitmekesisus isegi kasvada, kuna kõige domineerivamad liigid elimineeritakse, võimaldades konkurentsivõimetumatel liikidel ellu jääda (Belsky 1992; Rook et al. 2004). Peremeestaimede mitmekesisuse kasvades kasvab ka päevaliblikate liigirikkus. Kuigi nii mõnelegi rohttaimele, näiteks orhideedele, on niitmisest kasu (Konvicka et al. 2008), ei ole niitmine päevaliblikate liigirikkuse seisukohast kõige efektiivsem majandamisviis.

Üheks meetodiks päevaliblikate liigirikkuse suurendamiseks veelgi on kariloomade eemaldamine alalt põhilise õitsemisperioodi ajal (Farruggia et al. 2011). Hilissuvine või sügisene karjatamine võib soodustada tolmeldajate arvukust ja liigirikkust positiivsete troofiliste interaktsioonide tõttu (Carvell 2002; Sjödin 2007).

## 2.2 Niitmine

Niitmine on kiire ja intensiivne häiring, mille käigus muudetakse oluliselt taimestiku struktuuri. Tagajärjeks on suured muutused nii päevaliblikate kui ka üldiselt liikide koosseisus. Niitmine mõjutab märkimisväärselt päevaliblikate koosluse struktuuri ja mitmekesisust, hõlmates mitte ainult langust liikide koguarvukuses, vaid ka allesjäänud isendite arvukuses (D'Aniello et al. 2011). Niitmise mõju päevaliblikatele kajastati arvuliselt kuues artiklis (lisa 1).

Kolmes artiklis väidetakse, et niitmine on ebaefektiivsem majandamisviis kui karjatamine (lisa 1). Humbert, et al (2010) hindas nelja erineva niitmistehnika mõju vahast putukamudelitele ja tõelistele röövikutele. Elusorganismide suurust ja nende mikroelupaiku, traktorirataste mõju ja lõikamiskõrgust uuriti kui faktoreid, mis potentsiaalselt mõjutavad niitmisest tingitud suremust. Selgus, et suuremad organismid on tugevalt mõjutatud traktorirataste poolt. Väiksematel selgrootutel on pelgupaik allpool lõikamiskõrgust. De Vries, et al (2001) on väitnud, et mõnedele liikidele võib saada saatuslikuks niitmisest tingitud ühtlasem taimestiku struktuur.

Marini, et al (2009) väitis, et väikestes farmides on liigirikkus niitmisel kõige suurem ja suurtes farmides kõige väiksem. Farmide suurenemise tagajärjel on niitmistehnikad muutunud mehhaniseeritumaks. Näiteks masinaga niitmine, mida rakendatakse alates 1990-ndate aastate keskpaigast, lõikab sadu hektareid mõne päeva jooksul ja tekitab seega tõsist kahju liigirikkusele (Konvicka et al. 2008). Samas selgus, mida väiksem on niitmiste kord aastas, seda suurem on liigirikkus (Marini et al. 2009).

Dover, et al (2010) leidis, et aladel kus hein koristatakse on päevaliblikate koguarvukus enne lõikamist suurem kui pärast lõikamist. Kõige suurem on koguarvukus pärast lõikamist aladel, kus heina ei koristata. Niitmine mõjutas koerliblikaliste (*Nymphalidae*) alamsugukonna silmiklased (*Satyridae*) liigirikkust positiivselt, sest nende põhilisteks peremeestaimedeks on rohhtaimed. Heinamaa on aga rohhtaime ja nektariallike poolest rikas. Niitmisel on väga väike mõju silmiklaste juveniilsetele staadiumitele, kuna nad toituvad öösel, veetes päeva taimestiku mullalähedases kihis. Heinakoristus võib mõjutada aga valmikuid. Kuldtiibade (*Lycaeniidae*) sugukonna päevaliblikatele pakub hajusalt paiknev taimik sooja mikrokliimat ja pelgupaika. Punnepealaste (*Hesperiidae*) sugukonna päevaliblikatele pakuvad seda lõikamata rohhtaimed (Dover et al. 2010).

## **2.3 Mahajätmine**

Mahajäetud, aga mitte ülekasvanud poollooduslikud karjamaad peaksid olema Euroopas põllumaa bioloogilise mitmekesisuse vähenemise leevendamise keskeks meetmeks



(Barbaro et al. 2001). Mahajätmise mõju päevaliblikatele kajastati arvuliselt viies artiklis (lisa 1).

Kahes artiklis väidetakse, et karjatatud aladel on madalam liigirikkus ja isendite arvukus kui mahajäetud aladel (lisa 1). Soomes tehti uuring erineva karjatamisajalooga poollooduslikel karjamaadel. Vanade karjamaade liigid näitasid vähenevaid trende, samas kui mahajäetud karjamaade liigid näitasid põhiliselt oma levikus kasvavaid trende. Vanadel karjamaadel liigirikkus vähenes, sest praegu on Soome toetustesüsteem suunatud pigem taimestiku liigirikkuse säilitamisele intensiivse ja järjepideva karjatamisega, mis üldiselt algab mais või juunis ja kestab hilissügiseni (Pöyry et al. 2004). Tabelist võib välja lugeda, et mõnede liikide arvukus on kõrgem karjatamisel kui mahajätmisel, sest need liigid eelistavad avatud taimestikku (lisa 1). Dover, et al (2010) väitis, et kuldtiibade (*Lycaeniidae*) sugukonna päevaliblikate arvukus kasvas mahajätmisel märkimisväärselt. Öckinger, et al (2006) leidis, et mahajätmise ja karjatamise mõjudel liigirikkusele ei ole olulist vahet. Mahajätmisel kasvas ainult punase nimekirja päevaliblikate liigirikkus. Taimestiku kõrgusel ja liigirikkusel on positiivne mõju päevaliblikate liigirikkusele.

Balmer, et al (2000) leidis, et Kesk-Euroopas on sööti jäänud maa tähtsus alahinnatud. Vastupidiselt ülekaalukale arvamusele on see päevaliblikatele sama oluline kui ulatuslikult kultiveeritud rohumaa. Sööti jäänud maa on Euroopas vähenenud viljeluse ja metsastamise intensiivistamisel ning ümberharimisel. Kirde-Hispaanias teostati uuring, mille käigus hüljati viis heinamaad, teised jäid kaheksa-aastaseks jälgimisperioodiks aktiivselt majandatavateks. Selgus, et levinumad päevaliblikaliigid jäid mahajäetud aladele, samas kui spetsialistid emigreerusid majandatavatele aladele (Stefanescu et al. 2009).

Mahajätmise mõjub pikemas perspektiivis liigirikkusele halvasti. Rohumaade märgatava vähenemise ja metsamaa suurenemise tõttu on Rootsis vähenenud nii niidul kui ka metsamaal elutsevad liigid. Varasemad avatud metsakarjamaad muudeti kuusekasvatusemetsadeks (Nilsson et al. 2008). Paljudel aladel võimendab hülgamisest ja killustumisest tingitud probleeme täiendavalt eutrofeerumine (Bobbink et al. 1993; Willems 2001). MacDonald, et al (2000) väitis, et kasvav majanduslik surve säilitamiseks farmi sissetulekuid mägistes piirkondades on viinud majandamise intensiivistamiseni lamedamatel ja produktiivsematel pinnastel ja osalise järskude alade mahajätmiseni.

Järskude niitude mahajätmine ja hilisem metsastumine põhjustab nendel aladel kõige suurema taime- ja putukaliikide mitmekesisuse languse (Marini et al. 2009). Mahajäetud niitudel võivad tagasilangemise protsessi edasi lükata häiringud metsloomade poolt (Erhardt 1985).

## **3 Euroopa Liidu toetused**

### **3.1 Poolloodusliku koosluse hooldamise toetus**

Poollooduslikud ehk pärandkooslused on inimese poolt ümberkujundatud looduslikud kooslused. Poollooduslikeks kooslusteks on eelkõige puisniidud, alvarid, luhaheinamaad, rannaniidud, aga ka teised karja- ja heinamaad, kus inimõju on piirdunud vaid niitmise ja karjatamisega (Internet 1).

Toetust saab taotleda vähemalt 0.10 ha suuruse poolloodusliku koosluse kohta. Kooslus peab asuma Natura 2000 alal. Toetuse määr ühe hektari puisniidu kohta on 238.07 EUR aastas, teiste poollooduslike kooslustele ühe hektari kohta 185.98 EUR aastas. Puisniitudele on toetus suurem, sest niite, lehtede ja okste äravedamisest ja ebaefektiivsete töövõtete kasutamisest tingitud lisakulutused on suuremad kui ülejäänud koosluste puhul. Toetust saavad taotleda juriidilised isikud, füüsilised isikud, seltsingud ja muud juriidilise isiku staatusega ühendused. Kohustusega koormamata ala arvelt võib toetuse saaja suurendada majandatavat pinda 30% võrra või kuni 2 hektarit. Alates 2012. aastast võib kohustuselust pindala võrreldes algsega vähendada kuni 10% võrra (Põllumajandusministeerium 2012).

Baasnõude kohaselt peab ala vähemalt üks kord enne 31. juulit olema karjatatud või niidetud. Hiljemalt 31. juuliks peab niide olema koristatud või hekseldatud. Loomkoormus peab olema vähemalt 0.5 loomühikut hektari kohta. Loomadele tuleb tagada elamisväärsed tingimused ja keelatud on poolloodusliku koosluse kahjustamine. Baasnõudest rangemate nõuete eest makstakse toetust. Täiendava nõude kohaselt peab poollooduslik kooslus enne 1. oktoobrit vähemalt ühe korra olema niidetud servast-serva või keskelt-lahku. Üldjuhul on niitmine lubatud alates 10. juulist. Hiljemalt 1. oktoobriks peab niide olema koristatud ja järgmise aasta 1. maiks ära veetud. Loomade lisasöötmise on poollooduslikul kooslusel keelatud (Põllumajandusministeerium 2012).

Poolloodusliku koosluse hooldamise toetust ei või taotleda maa kohta, mille kohta taotletakse ühtset pindalatoetust (Põllumajandusministeerium 2012). Kui toetuse taotleja ei pea mõnest esitatud nõudest kinni, hilineb taotlusega või koosluse tegelik

pindala erineb märgitud pindalast, siis toetussummat vähendatakse või taotlus jäetakse rahuldamata (Riigi Teataja 2010).

### **3.2 Loomade karjatamise toetus**

Tehnoloogiliste uuenduste, loomakasvatusmeetodite muutuse ja loomade arvukuse üldise languse tagajärjel on loomade karjatamine viimasel ajal vähenenud. Karjatamist peetakse tootjate poolt tehniliselt keerukaks ja majanduslikult kulukaks. Selleks, et suurendada bioloogilist mitmekesisust, tuleb toetada ekstensiivset karjatamist. Eestis on probleemiks alakarjatamine, mistõttu peab karjatamist soodustama. Karjatamine on üks Natura 2000 võrgustikku jäävate poollooduslike koosluste hooldamisviis (Põllumajandusministeerium 2012).

Toetust makstakse veiste, hobuste, kitsede ja lammaste kohta, keda karjatamisperioodil karjamaal karjatatakse. Veise või hobuse kohta makstakse toetust 51.13 EUR aastas ja kitse või lamba kohta 9.20 EUR aastas. Ühikumäära arvutamisel on arvestatud ka karjatamisega seotud lisakulutustega. Toetust saavad taotleda karjatatavaid loomi pidavad juriidilised isikud, füüsilised isikud, seltsingud või muud juriidilise isiku staatusega ühendused. Baasnõue on, et loomadele tagatakse kvaliteetsed elamistingimused ja ohutus. Täiendavate nõuete kohaselt peab loomi karjatama kogu kohustusperioodi jooksul ehk viis aastat. Poollooduslikul kooslusel ei tohi kasutada väetiseid ja taimekaitsevahendeid. Igal aastal peab taotleja toetuse saamiseks loomi karjatama vähemalt kahe ühiku ulatuses. Karjatamisperiood, mille vältel loomi peab karjatama, on 1. juunist 31. augustini. Loomkoormus võib olla kõige rohkem 1.4 ühikut hektari rohumaa kohta. Selline piirang on kehtestatud, et propageerida ekstensiivset karjatamist. (Põllumajandusministeerium 2012). Praegu kehtiv loomühikute arvestuse süsteem on toodud tabelis 1.

Toetust ei maksta nende loomade ja rohumaa kohta, millele on taotletud mahepõllumajandusliku tootmise toetust. Karjatatavad loomad peavad olema registreeritud PRIA põllumajandusloomade registris. Kui karjatatavate loomade arv väheneb taotlejal alla kohustuse määra, tagastab ta toetuse (Põllumajandusministeerium 2012). Kui toetuse taotleja ei pea mõnest esitatud nõudest kinni või ei esita taotlust

toetuse saamiseks õigeaegselt, toetussummat vähendatakse või taotlus jäetakse rahuldamata (Riigi Teataja 2010).

**Tabel 1. Loomühikuteks teisendamine** (Riigi Teataja, 2010)

| <b>Loom</b>  | <b>Loomühik</b> |
|--|-----------------|
| Üle 24 kuu vanune veis, k. a. ammlehm  | 1 loomühik      |
| 6-24 kuu vanune veis   | 0.6 loomühikut  |
| Kuni 6 kuu vanune veis   | 0.2 loomühikut  |
| Üle 6 kuu vanune hobune või mära koos varsaga                                | 1 loomühik      |
| Üle 12 kuu vanune kits või lammas, kits või utt kuni 6 kuu vanuste talledega | 0.15 loomühikut |
| 6-12 kuu vanune kits või lammas  | 0.05 loomühikut |

### 3.3 Ühtne pindalatoetus

Ühtse pindalatoetuse eesmärgiks on hüvitada põllumajandusliku tootmise sesoonsusest põhjustatud täiendavaid kulutusi ja viljakuse säilimiseks vajaliku hooldamise kulusid. Ühtset pindalatoetust saab taotleda põllumajandusega tegelev füüsiline või juriidiline isik või juriidilise isiku staatusega ühendus, kes on maa omanik või omab kehtivat rendilepingut (Põllumajandusministeerium 2012).

Ühtset pindalatoetust saab taotleda vähemalt ühele hektarile toetusõiguslikule maale. Baasnõude kohaselt peavad rohumaad olema niidetud või karjatatud enne 31. juunit, niide peab olema koristatud või hekseldatud (Põllumajandusministeerium 2012). Kui taotlus pindalatoetusteks esitatakse pärast esitamise tähtaega või kui tegelik pindala ei ühti taotluses näidatud pindalaga, siis toetust vähendatakse (Riigi Teataja 2013).

### 3.4 Loodushoiutoetus

Alates 2000. aastast on Eesti riik toetanud väärtuslike poollooduslike koosluste hooldustöid, makstes loodushoiutoetust talupidajatele, kes karjatavad loomi, niidavad või teevad taastamistöid rannakarjamaadel, puis-, aru- ja soostunud niitudel või loopealsetel ja puiskarjamaadel. Keskkonnaministeerium on esmajoonel huvitatud kaitsealadel paiknevate poollooduslike koosluste hooldamisest ning väljaspool kaitsealasid Natura 2000 koosseisu kuuluvate väärtuslike niitude ja loopealsete hooldamisest (Internet 2).

Toetust saab taotleda kaitsealal, hoiualal või püsielupaigas asuvat maad omav isik kui sellel alal hooldatakse poollooduslikku kooslust või säilitatakse liigilist koosseisu. Toetatavad tegevused ja toetuste määrad on toodud tabelis 2. Toetust makstakse kui hooldatavatel või taastatavatel poollooduslikel aladel loobutakse kasvuregulaatorite kasutamisest, kündmisest ja külvamisest, kuivendussüsteemide rajamisest ning pestitsiidide ja väetiste kasutamisest. Puisniidu, lamminiidu, soostunud niidu ja sooniidu hooldamisel ei tohi niita enne 1. juulit, hein tuleb riisuda ja ära vedada. Puisniitudel tuleb puistu ja põõsastik hoida hõredana ja karjatamiskoormus ei tohi olla rohkem kui 0.5 loomühikut hektarile. Lamminiidu ja loopealsete karjatamisel peab karjatamiskoormus jääma vahemikku 0.2-1.0 loomühikut hektarile. Lamminiidu, aruniidu, soostunud niidu ja sooniidu hooldamisel tuleb niita keskelt-lahku või servast-serva. Aruniidul karjatamisel peab karjatamiskoormus jääma vahemikku 0.2-1.2 loomühikut hektarile. Rannaniidu tuleb karjatada koormusega 0.4-1.3 loomühikut hektarile ja tulemusena peab vähemalt pool karjatatavast alast olema madalmurune. Rannaniidu ja lamminiidu niitmise või karjatamise tulemusena ei tohi pilliroog olla kõrgem kui 0.5 meetrit. Puisniidud ja loopealsed tuleb puhastada võsast või tihedast pilliroost (Riigi Teataja 2004).

Toetuse maksmine lõpetatakse kui ei täideta tingimusi, esitatakse valeandmeid või kohutusi ei täideta nõuetekohaselt. Kui toetuse saaja ei täida lepingu tingimusi, peab ta maksma leppetrahvi, mille suurus on 10% toetusest ja loodushoiutoetust talle ei maksta (Riigi Teataja 2004).

**Tabel 2. Toetatavad tegevused ja toetuste määrad (Riigi Teataja 2004)**

| <b>Toetatav tegevus</b>   | <b>Toetus</b> |
|---|---------------|
| Puisniidu hooldamine  | 199 EUR/ha    |
| Natura 2000 linnualal asuva poldri niidu hooldamine   | 179 EUR/ha    |
| Rannaniidu, loopealse, lamminiidu, soostunud niidu, sooniidu, puiskarjamaa, aruniidu hooldamine   | 147 EUR/ha    |
| Niidu või loopealse puhastamine hõredast võsast, kui võsa on:   |               |
| a. kuni 1.5 meetri kõrgune  | 179 EUR/ha    |
| b. üle 1.5 meetri kõrgune   | 250 EUR/ha    |
| Niidu või loopealse puhastamine keskmise tihedusega võsast, kui võsa on:  |               |
| a. kuni 1.5 meetri kõrgune  | 231 EUR/ha    |
| b. üle 1.5 meetri kõrgune   | 339 EUR/ha    |
| Niidu või loopealse puhastamine tihedast võsast, kui võsa on:   |               |
| a. kuni 1.5 meetri kõrgune  | 320 EUR/ha    |
| b. üle 1.5 meetri kõrgune   | 435 EUR/ha    |
| Puisniidul ja puiskarjamaal puurinde liituvuse vähendamine puistu grupilise struktuuri taastamise eesmärgil:  |               |
| a. 1 kuni 2 liituvusastme võrra   | 160 EUR/ha    |
| b. 3 kuni 4 liituvusastme võrra   | 250 EUR/ha    |
| Poollooduslikel kooslustel tarade ehitamine loomade karjatamiseks iga viie aasta järel  | 1 EUR/m       |
| Rannaniidu või lamminiidu tihedast pilliroost puhastamine, ebatasase või mätastunud lamminiidu, soostunud niidu või sooniidu niitmine koos kuni 1.5 m kõrgusest hõredast võsast puhastamisega | 231 EUR/ha    |

## 4 Arutelu

Poollooduslike koosluste säilitamine ja taastamine on oluline, kuid ressurssimahukas protsess. Matthews, et al (2009) on väitnud, et poollooduslike koosluste taastamine on kulukas, mistõttu on efektiivsus väga oluline. Esmajoones tuleks keskenduda olemasolevate poollooduslike koosluste hoidmisele, sest taastamine on aeganõudev. Eeldatavasti läheb umbes kümme aastat, et päevaliblike liigirikkus niitudel taastada (Hodgson et al. 2009). Liigirikkuse seisukohast on aga oluline ka hävinud koosluste taastamine. Kuussaari, et al (2009) on kirjutanud, et niitude taastamisel on võimalik vältida pikaajalisest elupaikade killustumisest tingitud väljasuremisvõlga. Poollooduslike koosluste taastamine on keeruline ja suure tõenäosusega ei olegi võimalik leida lahendust, mis oleks ühtmoodi kasulik kõigile taime- ja loomakooslustele. Optimaalsema lahenduseni jõudmiseks tuleb kohati teha järeleandmisi, kuid need peavad lähtuma maksimaalse kasu printsiibist ja olema enamikule liikidest kahjutud.

Poollooduslike rohumaade säilitav haldustegevus seisneb reeglina niitmises või neil suurte rohusööjate karjatamises (van Noordwijk et al. 2012). Uuritud artiklitest selgus, et karjatamine on enamasti päevaliblike liigirikkuse ja arvukuse seisukohast efektiivsem majandamisviis kui niitmine. Niitmine oma äkilisuse tõttu ja liiga intensiivne karjatamine ei ole päevaliblike seisukohast kõige sobivamad majandamisviisid. Kõige tulemuslikumaks majandamisviisiks osutus karjatamine madalal karjatamiskoormusel (lisa 1).

Karjatamise ebaefektiivsust ja kulukust kompenseeritakse otsetoetustega. Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse ja ühtse pindalatoetuse baasnõue näeb ette, et loomi peab olema poollooduslikul kooslusel karjatatud enne 31. juulit. Nende toetuste baasnõue ei arvesta päevaliblike elutsüklist tuleneva põhilise tegutsemisperioodiga. Tuleks propageerida hilissuvist ja sügisest karjatamist.

Eestis on probleemiks alakarjatamine. Vaid üksikutes ligipääsetavates ja viljakamates piirkondades toimub ülekarjatamine (Põllumajandusministeerium 1012). Karjatamise ekstensiivsemaks muutmiseks on loomade karjatamise toetuses nõue, mille kohaselt võib loomkoormus olla kõige rohkem 1.4 ühikut hektari rohumaa kohta.



Täiendavaks meetodiks karjatamise ekstensiivsemaks muutmisel oleks lisatoetuse määramine lammastele, kitsedele ja lihaveistele. Erinevalt piimaveistest on neid võimalik transportida farmist kaugematele karjamaadele ja poollooduslikele kooslustele. Karjatamist aitaks veelgi ekstensiivsemaks muuta noorloomade loomühikute võrdsustamine täiskasvanud loomade loomühikutega (Põllumajandusministeerium 2012). Marini, et al (2009) väidab, et väheproduktiivsetel ja raskesti ligipääsetavatel järskudel nõlvadel võib liigirikkus olla isegi suurem, sest seal on majandamisintensiivsus madalam. Ebasoodsamate piirkondade toetust makstakse minimaalsegi põllumajandusliku tegevuse tagamiseks madala tootlikkusega piirkondades, vältimaks seal mahajätmist ja hilisemat metsastumist.

Rannaniitudel, loopealsetel ja puiskarjamaadel on ekstensiivne karjatamine sobivaim viis maahoolduseks. Madalal karjatamiskoormusel karjatamine aitab rohttaimede kõrgust kontrolli all hoida, kuid siiski säilitab päevaliblikatele olulise taimestiku struktuuri. Karjatamise tulemusel peaksid tekkima taimestiku struktuurid ja nišid, kus putukad saaksid lõpule viia oma arengutsükli (Thomas 1989). Herbivoorsete putukate peremeestaimi peab olema piisavalt, et katta putukapopulatsiooni vajadusi (Hanski et al. 1995). Erinevatele kooslustele on kehtestatud erinevad karjatamiskoormused, millega püütakse vältida nii üle- kui alakarjatamist.

Üheks võimaluseks oleks loomühikud üldse kaotada, sest iga heinamaa ja karjamaa on erinev. Produktiivsel heinamaal võib karjatamisintensiivsus olla suurem. Mõnes piirkonnas on karjatamiskoormus 1.4 loomühikut hektarile aga liiga suur. Toetuste nõudele tuleks siis lisada sobivalt hooldatud koosluse kirjeldus. Päevaliblikatele oleks kõige optimaalsem mitmetasandiline rohustu.

Taimestikule on sageli intensiivsest karjatamiskoormusest ja sagedasest niitmisest kasu. Antonsen ja Olsson (2005) on väitnud, et niitmisel peetakse rohumaataimestikule kasulikuks üks kuni kaks lõikamist aastas. Päevaliblikatele ja paljudele teistele selgrootute liikidele tähendab see aga elupaiga ja toiduallika kaotust. Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse täiendav nõue keelustab niitmise enne 10. juulit. Päevaliblikate varasemate arengustaadiumite põhiline tegutsemisperiood ei ole juulis. Nõue kaitseb osaliselt päevaliblikate arengu varasemaid staadiumeid. Teisalt niidetakse valmikutele olulised nektariallikad. Nektariallikate puudumisele on kõige tundlikumad lühikesele suvisele lennule spetsialiseerunud liigid (Nilsson et al. 2008). Enamus

traditsioonilisi majandamisvõtteid toimis pikemaajaliselt – niideti väiksemaid laiike pika perioodi vältel, millega tagati mitmekesisus ning sellega ka paljude liikide elujõuliste populatsioonide püsivus.

Niitmistehnikad on muutunud viimastel aastakümnetel väga mehhaniseerituks. Niitudel sõidetakse suurte masinatega ja loomastikule on ohuks traktorirattad. Niidetakse palju ja korraga, jätmata võimalust liikidel leida endale sobivam elupaik. Uuem tehnika võimaldab niita rohkem ja intensiivsemalt, mis on kasulik küll põllumeestele, kuid mitte päevaliblikatele. Tuleks seada piirangud selliste tehnikate kasutamisele vähemalt piirkondades, kus liigirikkus on eriti suur või kus elutsevad mõned eriti ohustatud päevaliblikaliigid. Humbert, et al (2010) on kirjutanud, kuna pole kahjutut niitmistehnikat propageeritakse lõikamata alade jätmist putukatele pelgupaigaks. Humbert, et al (2009) on väitnud, et niitmine mõjub pigem päevaliblikate munemisvõimele ja toiduressursile kui otseselt suremusele.

Ühtse pindalatoetuse ja poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse baasnõue näeb ette, et pärast niitmist tuleb hein koristada või hekseldada. Koristusetapil jäävad päevaliblikate röövikud koristatava heina sisse ja hekseldatakse või paljastuvad ning langevad kiskluse ohvriks. Dover, et al (2010) on väitnud, et päevaliblikate liigirikkus on suurem aladel, kus heina ei koristata.

Päevaliblikate suremus on väiksem kui kõrval on sobiv ala, kuhu emigreeruda. Praegune poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse täiendav nõue näeb aga ette, et ala peab olema niidetud enne 1. oktoobrit servast-serva. Niitmine on lubatud alates 10. juulist. Niidetav ala peab olema madalrohune. Toetust makstakse ainult niidetud ala eest. Kui kogu niidetud ala ei ole madalmurune, vähendatakse toetust. Niitmisel eemaldatakse suurem osa taimestikust ja päevaliblikatele pole läheduses sobilikku elupaika. Kõige efektiivsem oleks vahelduv majandamine, sest erinevatel liikidel on erinevad nõudmised. Mitmete liikide arvukus sõltub biomassist ja nad vajavad kõrgemat taimikut. Herbivooride arvukus on rohkem seotud biomassi produktsiooniga kui spetsiifilise taime produktiivsusega (Stefanescu et al. 2009). Nendele liikidele võiks elupaigaks jätta niitmata ja karjatamata alad. Samas on liike, kes on spetsialiseerunud kindlale peremeestaimele ja vajavad avatumat taimestikku. Sellistel liikidel on suurem potentsiaal leida vajalikud elutingimused karjatatud alalt, kus saavad kasvada ka vähem konkurentsivõimelised taimeliigid. Stefanescu, et al (2009) on väitnud, et mahajätmisel

asenduvad karjamaade liigid üldisema levikuga liikidega, kes on looduskaitse seisukohast vähem olulised.

Paljudele poollooduslike koosluste asukatele on ohuks majandamise lõpetamine ning alade hilisem metsastumine. Seda seisukohta kinnitab Dover, et al (2011) väide, mille kohaselt päevaliblikate liigirikkus on suur majandamisintensiivsuse lõdvendamise alguses, kuid selle jätkudes liigirikkus väheneb. Mahajätmise ja võsastumise vältimiseks on loodushoiutoetuses nõue, mille kohaselt ei tohi rannaniidu või lamminiidu niitmise või karjatamise tulemusena pilliroog olla kõrgem kui 0.5 meetrit. Puisniidud ja loopealsed tuleb puhastada võsast ja tihedast pilliroost. Mahajätmist takistavaid meetmeid ei ole rakendatud ainult Eestis. Näiteks Öckinger, et al (2006) on väitnud, et Rootsis on rohumaa mahajätmise peatamiseks ja taimestiku struktuuri muutmiseks viimasel ajal paljudes kohtades kasutusele võetud taastamismeetmed, mis hõlmavad puude ja põõsaste raiumist.

Kirjanduse põhjal võib väita, et kõige optimaalseks lahenduseks oleks vahelduv majandamine, kus paiknevad mosaiikselts madalal karjatamiskoormusel karjatatud alad ja algses staadiumis mahajäetud alad. Balmer, et al (2000) on väitnud, et soovitatav on vahelduv majandamine, mis hõlmab nii ulatuslikult haritud kui ka sööti jäänud maad, aga väldib maa vahetumist metsa vastu. Kõiki päevaliblikatele ebasoodsaid nõudeid ei ole võimalik toetustest kõrvaldada, sest tuleb arvestada ka teiste liikide ja põllumeeste soovidega. Eesti toetustesüsteemi parandades saaks karjatamist muuta veelgi ekstensiivsemaks ja propageerida võiks nn. lohakat niitmist traditsiooniliste niitmistehnikatega.

## Kokkuvõte

Maakasutuse muutuste tagajärjel viimastel aastakümnetel on bioloogiliselt mitmekesised alad ahenenud. Liigirikkuse vähenemine ei ole jäänud tähelepanuta. Üheks oluliseks meetmeks on otsetoetused põllumeestele. Toetused määravad maakasutuspraktikad ja omavad otsest mõju liigirikkusele. Päevaliblikad on heaks indikaatorliigiks elurikkuse kao hindamisel. Viimase kümnendi jooksul on päevaliblikate arvukus oluliselt langenud. Käesoleva töö eesmärgiks oli analüüsida otsetoetuste mõju päevaliblikate liigirikkusele erinevatel majandamisviisidel.

Karjatamise mõju hindamiseks liigirikkusele võrreldakse nii karjatatud ja karjatamata alasid kui ka erinevaid karjatamisintensiivsuseid. Liigirikkus on suurem keskmisel ja madalal karjatamiskoormusel kui intensiivsel karjatamisel. Karjatamine on päevaliblikate liigirikkuse seisukohast efektiivsem majandamisviis kui niitmine. Tuleks vältida kevadist ja suvist karjatamist ning intensiivistada karjatamist hilissuvel või sügisel.

Mahajäetud, aga mitte ülekasvanud, aladel on päevaliblikate liigirikkus suurem kui ulatuslikult karjatatud või niidetud aladel. Taimestiku kõrguse ja liigirikkuse kasvades, kasvab ka päevaliblikate liigirikkus. Levinumad päevaliblikaliigid eelistavad mahajäetud alasid, spetsialistid pigem avatud taimestikku. Negatiivselt mõjub liigirikkusele metsastumine mahajätmise hilisemas faasis.

Niitmine on ootamatu häiring, mis muudab taimestiku struktuuri drastiliselt. Väikestes farmides on niitmisel päevaliblikate liigirikkus suurem kui suurtes farmides. Päevaliblikate liigirikkusele mõjuvad negatiivselt uuemate niitmistehnikate kasutamine, suur lõikamiskordade arv aastas ja ulatuslike alade niitmine servast-serva. Koristamata niitudel on liigirikkus ja arvukus suuremad kui aladel, kus hein on koristatud või hekseldatud.

Euroopa Liidu otsetoetustest põllumeestele on töös kajastatud poolloodusliku koosluse hooldamise toetust, loomade karjatamise toetust, ühtsest pindalatoetust ja loodushoiutoetust.

Kõige optimaalsemaks lahenduseks päevaliblike liigirikkuse seisukohast osutus majandamisviis, kus vahelduvad madalal loomkoormusel karjatatud ja mahajäetud, kuid mitte ülekasvanud alad. Ideaalis peaks Euroopa Liidu toetustesüsteem põllumeestele seda ka soosima.

# Summary

## **Diversity of butterfly species and agricultural direct support – gain or loss?**

As a result of changes in land usage in the last decades, the areas of biological diversity have diminished. The decrease in the diversity of species has not remained unnoticed. One of the important measures is the agricultural direct support to farmers. The support determines the land usage practices and has direct influence on the diversity of species. Butterflies are good indicator species for estimating the loss of biodiversity. During the last decade the abundance of butterflies has decreased considerably. The objective of the current research was to analyse the influence of direct support payments on the diversity of butterfly species with different ways of land management.

For estimating the influence of grazing on the diversity of species both the grazed and non-grazed areas and different intensities of grazing are compared. The diversity of species is greater when the grazing rate is low or medium rather than intense. Keeping in mind the diversity of butterfly species, grazing is a more effective way of land management than mowing. Grazing should be avoided in spring and summer, and intensified in late summer or autumn.

The species of butterflies are more diverse in abandoned but not overgrown areas than in areas of extensive grazing or mowing. With the increase of vegetation height and diversity in plant species also the diversity of butterfly species increases. The more widespread butterfly species prefer abandoned areas; the specialists tend to prefer open vegetation. Forest growth in the last stages of abandonment has a negative influence on the diversity of species.

Mowing is an unexpected disturbance that drastically changes the structure of vegetation. In smaller farms where areas are mowed, the diversity of butterfly species is greater than in large farms. The use of modern mowing techniques, frequent mowing and the mowing of large areas from edge to edge has a negative effect on the diversity of butterfly species. On the meadows that are not harvested, the diversity of species and abundance are greater than in areas where the hay has been harvested or chaffed.

The current research reflects several EU direct agricultural supports - the support for the maintenance of semi-natural habitats, the support for animal grazing, single area payments and the support for nature conservation.

The most optimal solution from the point of view of the diversity of butterfly species would be such land management where areas with low intensity of animal grazing alternate with abandoned but not overgrown areas. Ideally the EU agricultural support system should favour that.

## **Tänu sõnad**

Täna väga oma juhendajat Anu Tiitsaart tema abivalmiduse ja toetava suhtumise eest ja kõiki teisi, kes olid mulle abiks bakalaureusetöö valmimisel.



## Kasutatud kirjandus

- Agnoletti, M.** 2007. The degradation of traditional landscape in a mountain area of Tuscany during the 19th and 20th centuries: Implications for biodiversity and sustainable management. *Forest Ecology & Management*, 249: 5–17
- Antonsen, H., Olsson, P. A.** 2005 Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology*, 42: 337–347
- Balmer, O., Erhardt, A.** 2000. Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: Rethinking conservation. *Conservation Biology*, 14: 746-757
- Barbaro, L., Dutoit, T. ja Cozic, P.** 2001 A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps. *Biodiversity and Conservation*, 10: 119-135
- Belsky, A. J.** 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science*, 3: 187-200
- Berg, Å., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R., Söderström B.** 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biological Conservation*, 144: 2819-2831
- Bobbink, R., Willems, J. H.** 1993. Restoration management of abandoned chalk grassland in the Netherlands. *Biodiversity Conservation*, 2: 616–626
- Carvell, C.** 2002. Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation*, 103: 33-49
- Collinge, S. K., Prudic, K. L., Jeffrey C. O.** 2002. Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology*, 17: 178-187
- D'Aniello, B., Stanislao, I., Bonelli, S., Balletto, E.** 2011. Haying and grazing effects on the butterfly communities of two Mediterranean-area grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 20: 1731-1744
- De Vries M. F. W., Parkinson A. E., Dulphy J. P., Sayer M., Diana E.** 2006. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in

- grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*, 62: 185-197
- De Vries, M. F. W., Poschold, P., Willems, J. H.** 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*, 104: 265–273
- De Vries, M. F. W., Raemakers, I.** 2001. Does extensive grazing benefit butterflies in coastal dunes? *Restoration Ecology*, 9: 179-188
- Dover, J. W., Rescia A., Fungariño, S., Fairburn, J., Carey, P., Lunt, P., Arnot, C., Dennis, R. L. H., Dover, C. J.** 2011. Land-use, environment, and their impact on butterfly populations in a mountainous pastoral landscape: individual species distribution and abundance. *Journal of Insect Conservation*, 15: 207-220
- Dover, J. W., Rescia, A., Fungariño, S., Fairburn, J., Carey, P., Lunt, P., Arnot, C., Dennis, R. L. H., Dover, C. J.** 2010. Land-use, environment, and their impact on butterfly populations in a mountainous pastoral landscape: species richness and family-level abundance. *Journal of Insect Conservation*, 15: 523-538
- Dover, J. W., Rescia, A., Fungariño, S., Fairburn, J., Carey, P., Lunt, P., Dennis, R. L. H., Dover C. J.** 2010. Can hay harvesting detrimentally affect adult butterfly abundance? *Journal of Insect Conservation*, 14: 413-418
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.-P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M.** 2008. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64: 92-105
- Erhardt, A.** 1985. Diurnal Lepidoptera: sensitive indicators of cultivated and abandoned grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 22: 849-861
- Farruggia, A., Dumont, B., Scohier, A., Leroy, T., Pradel, P., Garel, J.-P.** 2011. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*, 67: 136-149
- Geri, F., Amici, V., Rocchini, D.** 2009. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography*, 29:158–170
- Hanski, I., Pöyry, J., Pakkala, T., Kuussaari, M.** 1995. Multiple equilibria in metapopulation dynamics *Nature*, 377: 618–621
- Hodgson, J. A., Thomas, C. D., Wintle, B. A., Moilanen, A.** 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology*, 46: 964–969

- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G. J., Walter, T.** 2010. Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology*, 134: 592-599
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Walter, T.** 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 130: 1-8
- Kleijn D., Baquero A. R., Clough Y., Díaz M., De Esteban J., Fernández F.** 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9: 243–254
- Konvicka, M., Benes, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvicka, O., Vitaz, L.** 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation*, 21: 519-525
- Kruess, A. & Tscharntke, T.** 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16: 1570-1580
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I.** 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 564–571
- Lokhorst, A. M., Staats, H. van Dijk, J. van Dijk, E., de Snoo, G.** 2010. What's in it for Me? Motivational Differences between Farmers' Subsidised and Non-Subsidised Conservation Practices. *Applied Psychology*, 60: 337-353
- MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., Gibon, A.** 2000. Agricultural abandonment in mountain areas in Europe; environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59: 47-69
- Marini, L., Fontana, P., Klimek, S., Battisti, A., Gaston, K. J.** 2009. Impact of farm size and topography on plant and insect diversity of managed grasslands in the Alps. *Biological conservation*, 142: 394-403
- Matthews, J. W., Spyreas, G., Endress, A.G.** 2009. Trajectories of vegetation-based indicators used to assess wetland restoration progress. *Ecological Applications*, 19: 2093–2107

- Moreira, F., Beja, P., Morgado, R., Reino, L., Gordinho, L., Delgado, A., Barralho, R.** 2005. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 109: 59–74
- Nilsson, S. G., Franzén, M., Jönsson, E.** 2008. Long-term land-use changes and extinction of specialised butterflies. *Insect Conservation and Diversity*, 1: 197–207
- Oates, M. R.** 1995. Butterfly conservation within the management of grassland habitats. *Ecology and Conservation of Butterflies in Britain*: 98–112
- Öckinger, E., Eriksson, A. K., Smith, H. G.** 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133: 291–300
- Ostermann, O. P.** 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* 35: 968–973
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., Kuussaari, M.** 2004. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation*, 122: 465–478
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., Kuussaari, M.** 2004. Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications*, 14: 1656–1670
- Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis De Vries, M. F., Parente, G., Mills, J.** 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – review. *Biological Conservation*, 119: 137–150
- Saarinen, K., Jantunen, J.** 2005. Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3201–3213
- Santos, T., Telleria, J. L., Dias, M., Carbonell, R.** 2006. Evaluating the benefits of CAP reforms: Can afforestations restore bird diversity in Mediterranean Spain? *Basic & Applied Ecology*, 7: 483–495
- Schtickzelle, N., Turlure, C., Baguette, M.** 2007. Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclossiana eunomia*. *Biological Conservation*, 136: 651–660

- Sjödin, N. E.** 2007. Pollinator behavioural responses to grazing intensity. *Biodiversity and Conservation*, 16: 2013-2121
- Sokos, C. K., Mamolos, A. P., Kalburtji, K. L., Birtsas, P. K.** 2013. Farming and wildlife in Mediterranean agroecosystems. *Journal of Nature Conservation*, 21: 81-92
- Stefanescu, C., Peñuales, J., Filella, I.** 2009. Rapid changes in butterfly communities following the abandonment of grasslands: a case study. *Insect Conservation and Diversity*, 2: 261-269
- Strijker, D.** 2005. Marginal lands in Europe—causes of decline. *Basic and Applied Ecology*, 6: 99–106
- Thomas, J. A.** 1989. Rare species conservation: case studies of European butterflies. *The British Ecological Society*, 31: 149–197
- van Noordwijk, C. G. E., Daphne, E., Flierman, D. E., Remke, E., WallisDeVries, M. F., Berg, M. P.** 2012. Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 16: 909-920
- van Swaay, C., Cuttelod, A., Collins, S., Maes, D., Munguira, M. L., Ššić, M., Verovnik, R., Verstrael, T., Warren, M. S., Wiemers, M., Wynhoff, I.** 2010. European red list of butterflies. *Publications Office of the European Union, Luxembourg*
- van Swaay, C., Maes, D., Collins, S., Munguira, M. L., Sasic, M., Settele, J., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I., Cuttelod, A.** 2011. Applying IUCN criteria to invertebrates: How red is the Red List of European butterflies? *Biological Conservation*, 144: 470-478
- Warren, M. S., Bourn, N. A. D.** 2011. Ten challenges for 2010 and beyond to conserve Lepidoptera in Europe 2010. *Applied Psychology*, 60: 337–353
- Willems, J. H.** 2001. Problems, approaches, and, results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restoration Ecology*, 9: 147–154

## **Seadusaktid**

- Riigi Teataja 2004.** Loodushoiutoetuse taotlemise, taotluse läbivaatamise ja toetuse maksmise kord, nõuded toetuse maksmiseks ja toetuse määrad. RTL 2004, 75

**Riigi Teataja 2010.** Poolloodusliku koosluse hooldamise toetuse saamise nõuded, toetuse taotlemise ja taotluse menetlemise täpsem kord aastateks 2007–2013. RTL 2010, 11

**Riigi Teataja 2010.** Loomade karjatamise toetuse saamise nõuded, toetuse taotlemise ja taotluse menetlemise täpsem kord. RTL 2010, 21

**Riigi Teataja 2013.** Ühtse pindalatoetuse, põllumajanduskultuuri ja heinaseemne üleminekutoetuse saamise nõuded ning toetuse taotlemise ja taotluse menetlemise kord ning toetusõiguse üleandmisest teavitamise kord. RT I, 25.02.2013, 1

**Põllumajandusministeerium 2012.** Eesti maaelu arengukava 2007-2013.

### **Internetiallikad**

1. <http://www.pky.ee> (kontrollitud 29.04.13)
2. <http://www.natura2000.envir.ee/?nodeid=48&lang=et> (kontrollitud 20.05.13)

## Lisa 1 Ülevaattetabel majandamisviide mõju päevaliblikatele käsitlevatest artiklitest

| karjatatud alad                                  |  | niidetud alad                 |                                  | mahajäetud alad                           |                                      | nr* |
|--|--|-------------------------------|----------------------------------|---|--------------------------------------|-----|
| liigirikkus ( $\pm$ SD)                          | arvukus ( $\pm$ SD)                              | liigirikkus ( $\pm$ SD)       | arvukus ( $\pm$ SD)              | liigirikkus ( $\pm$ SD)                   | arvukus ( $\pm$ SD)                  |     |
| kõik liigid<br>25.9 $\pm$ 6.5                    | kõik liigid<br>126.2 $\pm$ 57.9                  |                               |                                  | kõik liigid<br>33.3 $\pm$ 7.8             | kõik liigid<br>306.3 $\pm$ 141.8     | 1   |
| karjamaa liigid<br>20.8 $\pm$ 3.3                | karjamaa<br>liigid 118.8 $\pm$ 54.1              |                               |                                  | karjamaa liigid<br>24.3 $\pm$ 3.6         | karjamaa liigid<br>282.8 $\pm$ 131.2 |     |
| 48   |  |                               |                                  | 32  |                                      | 2   |
| kõik ruudud<br>17.0 $\pm$ 5.5                    |  | kõik ruudud<br>15.0 $\pm$ 5.1 |                                  | kõik ruudud<br>17.4 $\pm$ 4.0             |                                      | 3   |
|  | kogu rvukus<br>88.8 $\pm$ 12.60                  |                               | kogu arvukus<br>110.4 $\pm$ 6.79 |   | kogu arvukus<br>112.5 $\pm$ 8.78     | 4   |
| kõrge karjatamis-<br>intensiivsus 1.7 $\pm$ 0.25 | kõrge karjatamis-<br>intensiivsus 2.8 $\pm$ 0.47 |                               |                                  |   |                                      | 5   |
| madal karjatamis-<br>intensiivsus 2.6 $\pm$ 0.28 | madal karjatamis-<br>intensiivsus 4.3 $\pm$ 0.51 |                               |                                  |   |                                      |     |
|  |  | arvukus ( $\pm$ SD) niitmisel |                                  |   |                                      | 6   |
|  |  | koristatud heinaga            |                                  | koristamata heinaga                       |                                      |     |
|  |  | enne                          | pärast                           | enne                                      | pärast                               |     |
|  |  | lõikamist:                    | lõikamist:                       | lõikamist:                                | lõikamist:                           |     |
|  |  | kogu-<br>arvukus              | kogu-<br>arvukus                 | kogu-<br>arvukus                          | kogu-<br>arvukus                     |     |
|  |  | 19.3 $\pm$ 1.82               | 13.9 $\pm$ 1.55                  | 22.6 $\pm$ 1.70                           | 24.4 $\pm$ 1.72                      |     |
| punase nimekirja<br>teiste 12.6 $\pm$ 1.8        | 225 $\pm$ 65                                     |                               |                                  | punase nimekirja<br>teiste 11.2 $\pm$ 1.5 | 216 $\pm$ 67                         | 7   |

| karjatatud alad  |   | niidetud alad     |                 | mahajäetud alad   |               | nr* |
|--|---|-------------------|-----------------|-------------------|---------------|-----|
| liigirikkus (±SD)  | arvukus (±SD)                           | liigirikkus (±SD) | arvukus (±SD)   | liigirikkus (±SD) | arvukus (±SD) |     |
| madalrohusel<br>3.12±0.25  | madalrohusel<br>7.65±1.11               |                   |                 |                   |               | 8   |
| segarohusel<br>4.99±0.35   | segarohusel<br>18.02±2.07               |                   |                 |                   |               |     |
| kõrgrohusel<br>5.67±0.25   | kõrgrohusel<br>25.95±2.72               |                   |                 |                   |               |     |
| kultuurniidud<br>4.95±0.19   | kultuurniidud<br>40.63±4.82             |                   |                 |                   |               |     |
| madalal karjatamis-<br>koormusel 12.1                                    | madalal karjatamis-<br>koormusel 15.1   |                   |                 |                   |               | 9   |
| keskmisel karjatamis-<br>koormusel 13.7                                  | keskmisel karjatamis-<br>koormusel 10.8 |                   |                 |                   |               |     |
| kõrgel karjatamis-<br>koormusel 8.3                                      | kõrgel karjatamis-<br>koormusel 6.7     |                   |                 |                   |               |     |
| 11.38±0.89   | 125.31±15.39                            | 6.27±0.55         | 50.33±6.83      |                   |               | 10  |
| 15.88±1.25   | 70.42±10.90                             | 15.83±1.38        | 59.46±8.88      |                   |               | 11  |
| keskmine karjatamis-<br>intensiivsus kaasaegsete<br>tõugudega 8          |   |                   |                 |                   |               | 12  |
| madal karjatamis-<br>intensiivsus kaasaegsete<br>tõugudega 9.6           |   |                   |                 |                   |               |     |
| madal karjatamis-<br>intensiivsus<br>traditsiooniliste<br>tõugudega 10.1 |   |                   |                 |                   |               |     |
|  | liigirikkus niitmisel                   |                   |                 |                   |               | 13  |
|  | suured farmid                           | keskmised farmid  | väikesed farmid |                   |               |     |
|  | ~8.125                                  | ~9.75             | ~11.125         |                   |               |     |

\*Viited ja märkused artiklite juurde



1. Pöyry et al. 2004. Uuriti 6215 indiviidi 96-st liigist.
2. Nilsson et al. 2008. 48-st päevaliblikaliigist, mida leiti Nöbbeles sajand tagasi on 21 liiki muutunud lokaalselt väljasurnuks ja viite liiki sajand tagasi ei protokollitud.
3. De Vries et al. 2001. Uuriti seireandmeid 1992 kuni 1996 aastani lubjarikastel rannikualadel erineva majandamisega: 11 karjatatud ala, 7 karjatamata ala ja neli ala, mida majandati aastase lõikamisega.
4. Dover et al. 2010. Uuriti päevaliblikate arvukust 47-l niitmis- ja karjatamisalal Picos de Europas Põhja-Hispaanias. Arvukus/100 m transekt  $\pm$  SE.
5. Farruggia et al. 2011. Päevaliblikaid loendati kaks korda aastas 50 meetrit pikkadel ja 5 meetrit laiadel transketidel. Analüüsi andmeid 2005-2006 vastavalt kõrgele karjatamis- intensiivsusele ja 2007-2008 vastavalt mõõdukale loomkoormusele.
6. Dover et al. 2010. Päevaliblikate uuringud viidi läbi Hispaanias uurimisaladel mõõtmetega  $1.5 \times 1.6$  km. Uuriti niitmise mõju valmikute arvukusele. Kogu päevaliblikate arvukus 2004. aastal oli niidu transektidel 15.046 ja ümbritsevatel aladel 1.771.
7. Öckinger et al. 2006. Uuriti päevaliblikate ja punase nimekirja päevaliblikate liigirikkust ja arvukust kaheteistkümmel sarnasel tihti majandatud, mahajäetud või taastatud rohumaal Lõuna-Rootsis.
8. Collinge et al. 2002. Loendati 7246 indiviidi 58-st liigist kaheaastase proovivõtuaja jooksul. Uuriti algupäraselt madalrohuseid, algupäraselt segarohuseid, algupäraselt kõrgrohuseid ja kultuurniite.
9. Dumont et al. 2008. Viieaastase perioodi jooksul karjatati pidevalt 3.6 ha suuruseid alasid Charolaisi mullikatega 1.4, 1.0 ja 0.6 loomkoormusega.
10. D'Aniello et al. 2011. Uuriti niitmise ja karjatamise mõju päevaliblikate mitmekesisusele kahel sarnasel Itaalia rohumaal.
11. Berg et al. 2011. Uuringus dokumenteeriti kokku 7080 indiviidi 64-st päevaliblikaliigist. Indiviid/200 m transekt  $\pm$  SE.
12. De Vries et al. 2006
13. Marini et al. 2009. Päevaliblikate liigirikkus kasvas nõlvaku kalde suurenemisega ja vähenes farmi suuruse kasvades.

**Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Katrin Käos

Mina \_\_\_\_\_  
(*autori nimi*)

03.06.1990

(sünnikuupäev: \_\_\_\_\_)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Päevaliblikate liigirikkus ja põllumajanduse otsetoetused – kasu või kahju?

\_\_\_\_\_  
(*lõputöö pealkiri*)

Ann Tiitsaar

mille juhendaja on \_\_\_\_\_,  
(*juhendaja nimi*)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **23.05.2013**